植物生态学报　2016, **40** (3): 0–0
Chinese Journal of Plant Ecology

doi: 10.17521/cjpe.2015.1080
http://www.plant-ecology.com

浑善达克沙地榆树疏林和小叶杨人工林碳密度特征及其与林龄的关系

赵　玮[1,2]　胡中民[1]　杨　浩[1*]　张雷明[1]　郭　群[1]　乌志颜[3]　刘德义[3]　李胜功[3]

[1]中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室，北京　100101; [2]中国科学院大学，北京　100049; [3]内蒙古赤峰林业科学院，内蒙古赤峰　024000

摘　要　榆树(*Ulmus pumila*)疏林是浑善达克沙地的地带性隐域植被，小叶杨(*Populus simonii*)是该区域主要的防风固沙造林树种。该文通过测定两种森林生态系统乔木层(叶、枝、干、根)、草本层(地上植被和地下根系)和土壤层(0–100 cm)的碳含量，比较了两种森林生态系统的碳密度及其分配特征，并运用空间代替时间的方法，阐明了乔木层、土壤层和总碳密度随林龄增加的变化特征，估算了两种森林生态系统的固碳速率。结果表明，榆树疏林乔木层和土壤层平均碳含量都低于小叶杨人工林，榆树疏林生态系统总碳密度是小叶杨人工林的1/2。两种森林生态系统的总碳密度中，乔木层碳密度和土壤层碳密度总占比98%以上；土壤层与植被层碳密度的比值随林龄的增加而降低，过熟林时该比值分别为1.66 (榆树疏林)和1.87 (小叶杨人工林)；榆树疏林和小叶杨人工林的乔木层、土壤层和生态系统的总碳密度随林龄的增加而增加，其中乔木层碳密度及榆树疏林总碳密度与林龄均呈现出显著的线性正相关关系。小叶杨人工林乔木层的固碳速率约为榆树疏林的5倍，榆树疏林生态系统和小叶杨人工林生态系统的总固碳速率分别为0.81 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}和5.35 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}。这一研究结果有利于估算沙地森林生态系统的碳储量，为区域生态环境恢复和增加碳汇的政策制定提供依据。

关键词　碳含量；碳密度；固碳速率；小叶杨人工林；榆树疏林，林龄

引用格式: 赵玮，胡中民，杨浩，张雷明，郭群，乌志颜，刘德义，李胜功 (2016). 浑善达克沙地榆树疏林和小叶杨人工林碳密度特征及其与林龄的关系. 植物生态学报, 40, 1–1. doi: 10.17521/cjpe.2015.1080

Carbon density characteristics of sparse *Ulmus pumila* forest and *Populus simonii* plantation in Onqin Daga Sandy Land and their relationships with stand age

ZHAO Wei[1,2], HU Zhong-Min[1], YANG Hao[1*], ZHANG Lei-Ming[1], GUO Qun[1], WU Zhi-Yan[3], LIU De-Yi[3], and LI Sheng-Gong[3]

[1]Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences , Beijing 100101, China; [2]University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; and [3]Chifeng Academy of Forestry, Chifeng, Nei Mongol 024000, China

Abstract

Aims　Sparse *Ulmus pumila* forest is an intrazonal vegetation in Onqin Daga Sandy Land, while *Populus simonii* has been widely planted for windbreak and sand dune stabilization in the same region. Our objective was to compare the differences in carbon (C) density of these two forests and their relationships with stand age.

Methods　We measured the C content of tree organs (leaf, twig, stem, and root), herb layers (above ground vegetation and below ground root) and soil layers (up to 100 cm) in sparse *Ulmus pumila* forests and *Populus simonii* plantations of different stand ages, and then computed C density and their proportions in total ecosystem carbon density. In addition, we illustrated the variation in carbon density-stand age relationship for tree layer, soil layer and whole ecosystem. We finally estimated the C sequestration rates for these two forests by the space-for-time substitution approach.

Important findings　The average C contents of tree layer and soil layer for sparse *Ulmus pumila* forests were lower than those for *Populus simonii* plantations. The total C density of sparse *Ulmus pumila* forests was half of that of *Populus simonii* plantations. The carbon density of soil and tree layers accounted for more than 98% of ecosystem C density in the two forests. Irrespective of forest type, the C density ratios of soil to vegetation decreased with stand age. This ratio was 1.66 for sparse *Ulmus pumila* forests and 1.87 for *Populus simonii* plantations when

收稿日期Received: 2015-03-10　接受日期Accepted: 2015-09-08
* 通讯作者Author for correspondence (E-mail: yangh@ igsnrr.ac.cn)

they were over-matured. The C density of tree layer, soil layer, and total ecosystem in both forests increased along forest development. There were significantly positive correlations between tree layer's C density and stand age in both forests and between the total ecosystem C density of sparse *Ulmus pumila* forests and stand age. The C sequestration rate of tree layer was 5-fold higher in *Populus simonii* plantation than in sparse *Ulmus pumila* forest. The ecosystem-level C sequestration rate was 0.81 Mg C·hm^{-2}·a^{-1} for sparse *Ulmus pumila* forest and 5.35 Mg C·hm^{-2}·a^{-1} for *Populus simonii* plantation. These findings have implications for C stock estimation of sandy land forest ecosystems and policy-making of ecological restoration and C sink enhancement in the studied area.

Key words carbon content; carbon density; carbon sequestration rate; *Populus simonii* plantation; sparse *Ulmus pumila* forest; stand age

Citation: Zhao W, Hu ZM, Yang H, Zhang LM, Guo Q, Wu ZY, Liu DY, Li SG (2016). Carbon density characteristics of sparse *Ulmus pumila* forest and *Populus simonii* plantation in Onqin Daga Sandy Land and their relationships with stand age. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 000–000. doi: 10.17521/cjpe.2015.1080

干旱半干旱生态系统是陆地生态系统的重要组成部分，在全球碳循环中发挥着重要作用(Lal, 2004; Ahlström *et al*., 2015)。我国干旱半干旱土地面积占国土面积的52.5% (周维博, 2003), 沙地是该区域的主要地貌类型，研究沙地生态系统的碳密度特征，有利于准确估算干旱和半干旱区生态系统的固碳现状和速率，为正确评价干旱半干旱地区生态系统在全球碳循环中的作用提供理论依据。

浑善达克沙地又称小腾格里沙地，是内蒙古四大沙地(科尔沁沙地、呼伦贝尔沙地、毛乌素沙地和浑善达克沙地)中面积最大的沙地。榆树(*Ulmus pumila*)疏林是浑善达克沙地的顶极群落。近几十年，随着浑善达克沙地人口和牲畜数量增多，近30%的成熟榆树林被人为砍伐和牲畜啃食，这不仅导致沙地裸露，而且使榆树疏林无法实现天然更新(李永庚等, 2003)。为恢复沙地植被，20世纪50年代以来，我国在浑善达克沙地进行了大面积的植树造林，小叶杨(*Populus simonii*)是浑善达克沙地的主要造林树种，具有防风固沙、速生丰产特点。目前，对浑善达克沙地森林生态系统的研究主要集中在榆树种群空间分布特征(刘振等, 2013)和生理特性(苏华等, 2012)等方面，而从生态系统固碳的角度对这两种森林类型的碳密度特征、固碳速率等的对比研究较少。

森林生态系统的植被和土壤碳密度的大小(Bárcena *et al*., 2014; Liu *et al*., 2014)、碳密度分配格局(Zhang & Wang, 2010)和固碳速率(Pregitzer & Euskirchen, 2004)与林龄密切相关。一般来说，总碳密度和植被碳密度均随林龄的增加而增加(Johnson & Jones, 2000; Anderson *et al*., 2006), 但土壤碳密度与林龄的关系并不明显(Marín-Spiotta *et al*., 2013)。目前，榆树疏林和小叶杨人工林生态系统植被和土壤碳密度与林龄的关系还不十分清楚。本研究通过野外调查采样，运用“空间代替时间(space-for-time substitution)”的方法，从生态系统固碳角度，探讨(1)榆树疏林和小叶杨人工林的乔木层和土壤层碳含量的差异; (2)生态系统各组分的碳密度及其在总碳密度中的分配特征; (3)生态系统碳密度随林龄增加的变化规律及生态系统固碳速率。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

浑善达克沙地地处内蒙古高原中东部(112.37°–117.95° E, 41.93°–44.4° N), 南抵阴山山脉北麓，东接大兴安岭西缘，东、南部为低山丘岭地貌，面积为3.71 × 10^4 km^2。沙地横跨温带季风半干旱和干旱气候区，年平均气温0–3 ℃, 降水主要集中在夏季，自东南向西北由400 mm向200 mm递减。东部一般分布草甸栗钙土或暗栗钙土，向西逐步演化为淡栗钙土(周亚利等, 2013)。榆树为浑善达克沙地的主要天然乔木树种。灌木有黄柳(*Salix flavida*)、小红柳(*Salix microstachya* var. *bordensis*)、小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)等; 草本植物有羊草(*Leymus chinensis*)、大花银莲花(*Anemone silvestris*)、赖草(*Leymus secalinus*)等(刘美珍, 2004)。榆树疏林采样地点位于锡林郭勒盟西乌珠穆沁旗，年平均气温1.0 ℃, 年降水量350 mm (庞立东和刘桂香, 2010)。小叶杨人工林采样地点位于锡林郭勒盟多伦县，年平均气温1.6 ℃, 年降水量385 mm (马骏和唐海萍, 2011)。

1.2 植物和土壤样品采集与碳含量测定

2011年7–8月，分别选择无放牧干扰、无人工采

表1　榆树疏林和小叶杨人工林林分乔木层特征(平均值±标准误差)

Table 1　The characteristics of tree layer of sparse *Ulmus pumila* forests and *Populus simonii* plantations (mean ± *SE*)

样地位置 Plot location	类型 Type	林龄 Stand age (a)	龄组[1] Stand age group[1]	龄组代码 Code of stand age group	平均胸径 Mean *DBH* (cm)	平均树高 Mean tree height (m)	乔木平均密度 ($ind.\cdot hm^{-2}$) Mean density of trees
多伦 Duolun	小叶杨人工林 *Populus simonii* plantation	9	幼龄林 Young forest	P-1	7.66 ± 0.15	5.22 ± 0.10	746 ± 51
		18	近熟林 Nearly-mature forest	P-2	13.05 ± 0.18	10.09 ± 0.14	616 ± 62
		30	成熟林 Mature forest	P-3	14.33 ± 0.18	11.36 ± 0.09	661 ± 67
		49	过熟林 Over-mature forest	P-4	27.52 ± 0.81	21.02 ± 0.43	488 ± 63
西乌珠穆沁旗 Xiwuzhumuqin	榆树疏林 Sparse *Ulmus pumila* forest	15	幼龄林 Young forest	E-1	6.81 ± 0.22	2.93 ± 0.34	367 ± 22
		33	中龄林 Middle-age forest	E-2	12.79 ± 0.21	3.88 ± 0.08	402 ± 56
		48	近熟林 Nearly-mature forest	E-3	19.83 ± 0.35	6.83 ± 0.10	506 ± 23
		90	过熟林 Over-mature forest	E-4	24.76 ± 1.11	7.90± 0.24	206 ± 23

1) 龄组根据肖兴威(2005)划分。
1) Stand age group is adopted from Xiao (2005). *DBH*, diameter at breast height.

伐、地势平坦、不同林龄的榆树疏林和小叶杨人工林进行植被和土壤的调查取样。榆树疏林样地分布在西乌珠穆沁旗吉仁郭勒镇和迪彦林场，小叶杨人工林样地主要为多伦县城周边的退耕还林地。两种森林类型分别选择不同林龄的4个样点，每个样点设置3个面积为20 m × 50 m、间隔大于200 m的样地，对样地内乔木每木检尺，乔木层特征见表1。

样品采集和处理　乔木: 直接获取叶、枝、干和根样品; 草本: 每个样地内布设3个1 m × 1 m的草本样方，全部收获地上和地下部分生物量; 由于调查样地内灌木稀少，未对灌木调查采样。所有植物样品在65 ℃下烘干48 h。土壤: 每个样地内挖深1 m的土壤剖面，用环刀和取土铲分层(0–10、10–20、20–30、30–50、50–100 cm)采集土壤样品。环刀土壤样品于105 ℃下烘干24 h后称质量，计算各层土壤容重; 用于碳含量测定的土壤样品，自然风干。每种森林类型12个样地共获取60个环刀样品和60份土壤碳含量测定样品。样地林龄的确定采用生长锥法，每个样地采集3个完整的树木年轮样品。

碳含量测定　植物和土壤样品用球磨仪研磨，过0.2 mm筛。土壤有机碳用重铬酸钾-外加热法测定(鲍士旦，2000), 植物全碳用元素分析仪(Vario MAX CN Elemental Analyzer, Elementar, Hanau, Germany)测定。

1.3　碳密度估算

1.3.1　乔木和草本碳密度

根据榆树(李刚，2006)和小叶杨(查同刚，2007)的异速生长方程(表2)以及实际测得的各器官的相应碳含量，计算得到样地尺度上乔木层生物量碳，通过样地面积换算得到乔木层碳密度。通过全部收获法得到草本地上、地下生物量，再乘以各自的碳含量，换算到单位面积，得到草本层碳密度。

1.3.2　土壤碳密度

根据土壤容重和有机碳含量，分别计算各层(0–10、10–20、20–30、30–50、50–100 cm)土壤碳密度，相加得到0–100 cm土壤碳密度。

$$D_{SOCi} = B_i \times h_i \times C_i \times 10^{-2}$$

式中, D_{SOCi}为第i层土壤碳密度($kg\cdot m^{-2}$), B_i为第i层土壤容重($g\cdot cm^{-3}$), h为土层厚度(cm) , C_i为土壤有机碳含量($g\cdot kg^{-1}$)。

1.3.3　固碳速率

根据乔木层碳密度和生态系统总碳密度与林龄的回归关系，计算得到乔木层和生态系统固碳速率。

1.4　数据分析

使用SPSS 16.0进行样地数据统计分析，用单因

表2　榆树和小叶杨的异速生长方程(李刚, 2006; 查同刚, 2007)

Table 2　The allometric equations for estimating *Ulmus pumila* and *Populus simonii* tree biomass (Li, 2006; Zha, 2007)

器官 Organ	榆树 *Ulmus pumila*	小叶杨 *Populus simonii*
叶 Leaf	$W = 0.033 \times D^{1.7241}$	$W = 0.63 \times (D^2H)^{1.17}$
枝 Twig	$W = 0.0303 \times D^{2.3445}$	$W = 1.2 \times (D^2H)^{1.13}$
干 Stem	$W = 0.0146 \times D^{2.5837}$	$W = 23.11 \times (D^2H)^{0.93}$
根 Root	$W = 0.0146 \times D^{2.893}$	$W = 4.02 \times (D^2H)^{2.86}$

D, 胸径(cm); *H*, 树高(m); *W*, 生物量(g)。
D, diameter at breast height (cm); *H*, tree height (m); *W*, biomass (g).

doi: 10.17521/cjpe.2015.1080

素方差分析法(one-way ANOVA)分析差异显著性，采用最小显著性差异方法(*LSD*)进行差异显著性检验($p < 0.05$)，用SigmaPlot 10.0绘制图表。数据结果分析均在样地尺度进行。

2 结果

2.1 森林生态系统乔木层和土壤层碳含量

榆树疏林的平均碳含量(430 g·kg^{-1})低于小叶杨人工林(452 g·kg^{-1})，但并无显著性差异(F = 2.94, p = 0.14)。两种森林类型的平均碳含量变化范围分别在389–446 g·kg^{-1}和433–460 g·kg^{-1}之间。从同一森林类型不同器官的碳含量比较来看，不同器官的平均碳含量差异显著($p < 0.05$)，枝和干的碳含量一般高于根和叶。从不同森林类型相同器官的碳含量比较来看，榆树疏林的叶和枝的碳含量显著低于小叶杨人工林($p < 0.05$)，分别低6.2%和5.4%；干和根则没有显著性差异(图1)。

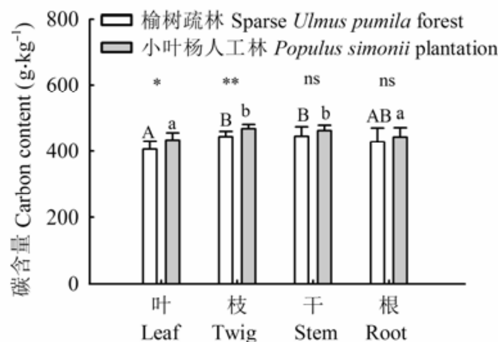


图1 榆树疏林和小叶杨人工林乔木层各器官碳含量(平均值±标准误差)。不同的大写字母表示榆树疏林不同器官间碳含量差异显著($p < 0.05$)；不同的小写字母表示小叶杨人工林不同器官间碳含量差异显著($p < 0.05$)。*表示两种生态系统相同器官碳含量的差异性(*ns*, $p > 0.05$; *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$)。

Fig. 1 Carbon content of different tree organs of sparse *Ulmus pumila* forests and *Populus simonii* plantations (mean ± *SE*). Different capital letters indicate significant differences in the organ carbon content of sparse *Ulmus pumila* forests ($p < 0.05$). Different lowercase letters indicate significant differences in the organ carbon content of *Populus simonii* plantations ($p < 0.05$). Asterisks indicate significant differences between the carbon content of same organ in sparse *Ulmus pumila* forests and *Populus simonii* plantations (*ns*, not significant, $p > 0.05$; *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$).

榆树疏林土壤层(0–100 cm)的平均碳含量低于小叶杨人工林(图2)，其值分别为3.78 g·kg^{-1}和7.04 g·kg^{-1}。榆树疏林和小叶杨人工林不同深度土壤碳含量的变化幅度较大，分别在1.49–12 g·kg^{-1}和2.05–22.42 g·kg^{-1}之间(图2)。除幼龄林外，相同林龄的榆树疏林和小叶杨人工林的土壤碳含量随土壤深度增加逐渐减小。0–30 cm土壤碳含量，小叶杨人工林平均为8.18 g·kg^{-1}，比榆树疏林高出77%。随着林分发育，榆树疏林和小叶杨人工林各层土壤碳含量逐渐增加，小叶杨人工林在过熟林阶段时增加幅度最大; 30 cm以下土壤，除小叶杨人工林在过熟林阶段土壤碳含量明显增加外，两种森林类型土壤碳含量变化较小。

2.2 森林生态系统碳密度

2.2.1 碳密度及分配比例

榆树疏林平均总碳密度低于小叶杨人工林，其值分别为64 Mg C·hm^{-2} (33–96.24 Mg C·hm^{-2})和127 Mg C·hm^{-2} (57.62–273.91 Mg C·hm^{-2}) (图3A、3B)。49 a的小叶杨人工林总碳密度是48 a榆树疏林的近4倍。榆树疏林乔木层和土壤层碳密度之和占生态系统总碳密度的平均比例分别为20.7%和78.0%，小叶杨人工林的该比例分别为30.7%和68.9%，两种森林类型的草本层碳密度在总碳密度中占比不足2% (图3C、3D)。

榆树疏林和小叶杨人工林草本层、乔木层、土壤层和总碳密度在不同林龄间差异显著($p < 0.05$)，总碳密度随林龄的增加而增加(图3A、3B)。随着林龄的增加，榆树疏林总碳密度中乔木层占比从7.2%增加到36.4%，土壤层占比从90.9%减小到62.5% (图3C)。小叶杨人工林在幼龄林时乔木层碳密度占比较小，为5.8%；中龄林时乔木层和土壤层占比相当，分别为49.2%和50.3%；从近熟林到成熟林阶段乔木层和土壤层的占比基本保持不变，土壤层占比约为乔木层的2倍(图3D)。榆树疏林和小叶杨人工林的土壤层与植被层的碳密度之比随林龄的增加而减小，在龄级较小时减小幅度较大；过熟林阶段，榆树疏林和小叶杨人工林的这一比值趋于一致，分别为1.66和1.87 (图4)。

2.2.2 碳密度与林龄的关系

榆树疏林乔木层碳密度随着林龄的增加线性增加($y = 0.43x – 4.78$, $R^2 = 0.998$, $p < 0.01$，其中y为碳密度, x为林龄，下同) (图5A)，根据线性关系斜率得出，榆树疏林乔木层的固碳速率为0.43 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}。小叶杨人工林乔木层碳密度也与林龄呈显著正相关关系($y = 2.17x – 14.9$, $R^2 = 0.96$, $p < 0.05$) (图5A)，其固碳速率约为2.17 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}。小叶杨人

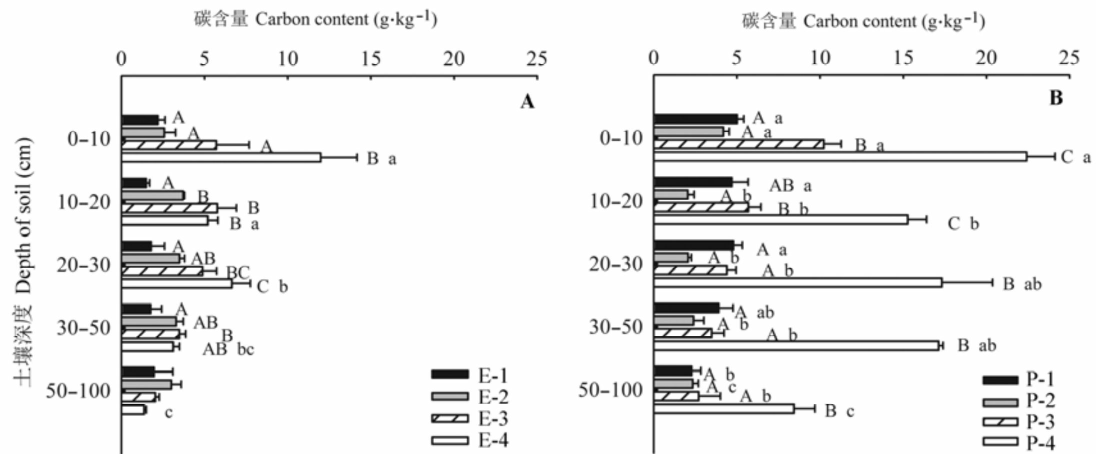


图2　榆树疏林**(A)**和小叶杨人工林**(B)**土壤碳含量随林龄和土壤深度的变化(平均值±标准误差)。不同的大写字母表示土壤碳含量在不同林龄间差异显著($p < 0.05$); 不同的小写字母表示土壤碳含量在不同深度之间差异显著($p < 0.05$)。图例代码说明见表1中龄组代码。

Fig. 2　The variation of soil carbon content with stand age and soil depth for sparse *Ulmus pumila* forests **(A)** and *Populus simonii* plantations **(B)** (mean ± *SE*). Different capital letters indicate significant differences in soil carbon content among stand ages ($p < 0.05$). Different lowercase letters indicate significant differences in soil carbon content among soil depths ($p < 0.05$). For explanation of the legend symbols, see Table 1 (code of stand age group).

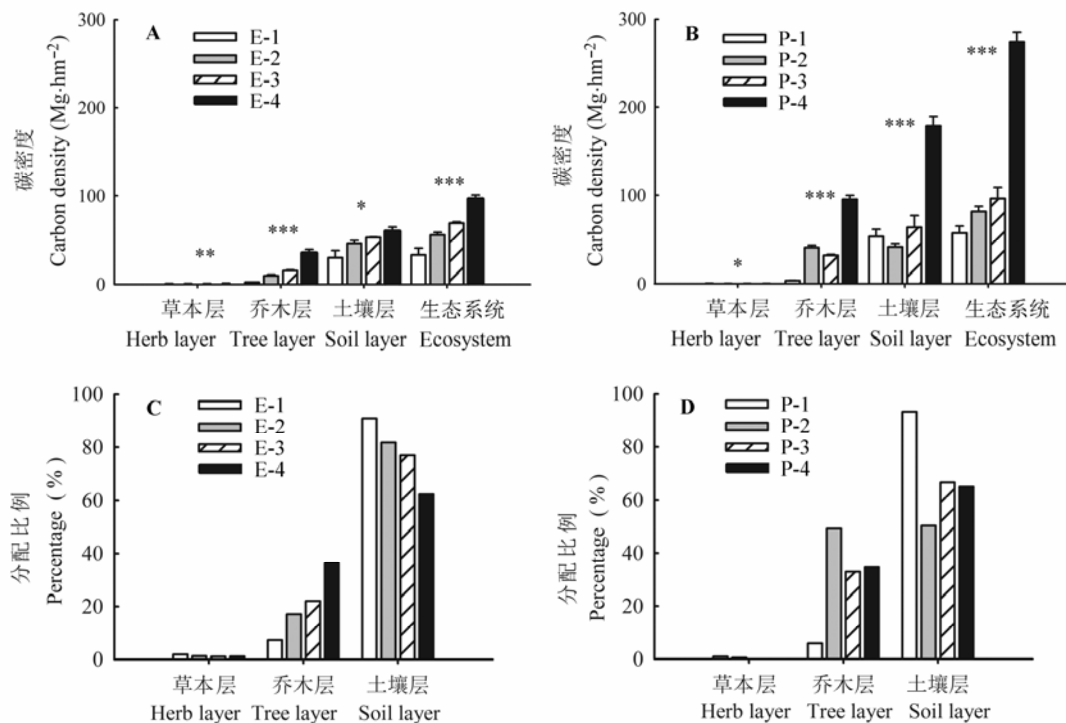


图3　榆树疏林**(A, C)**和小叶杨人工林**(B, D)**生态系统碳密度和各组分(草本层、乔木层和土壤层)碳密度及其所占比例(平均值±标准误差)。*, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$; ***, $p < 0.001$。图例代码说明见表1中龄组代码。

Fig. 3　Carbon density of ecosystem and its component (herb layer, tree layer and soil layer) carbon density and their proportion for sparse *Ulmus pumila* forests **(A, C)** and *Populus simonii* plantations **(B, D)** (mean ± *SE*). *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$; ***, $p < 0.001$. For explanation of the legend symbols, see Table 1 (code of stand age group).

工林乔木层固碳速率约为榆树疏林的5倍。榆树疏林和小叶杨人工林的土壤层碳密度都表现出随着林龄增加而增加的趋势, 但与林龄的关系不显著(图5B)。榆树疏林总碳密度与林龄呈显著的线性正相关

doi: 10.17521/cjpe.2015.1080

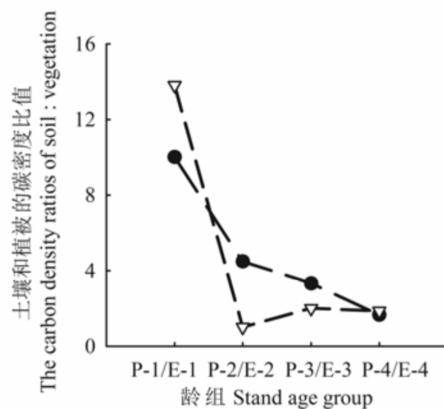


图4 榆树疏林(●)和小叶杨人工林(▽)土壤层与植被层碳密度比值随林龄的变化。横坐标代码说明见表1中龄组代码。
Fig. 4 Variation of the carbon density ratios of soil to vegetation with stand age of sparse *Ulmus pumila* forests (●) and *Populus simonii* plantations (▽). For explanation of the symbols in *x*-axis, see Table 1 (code of stand age group).

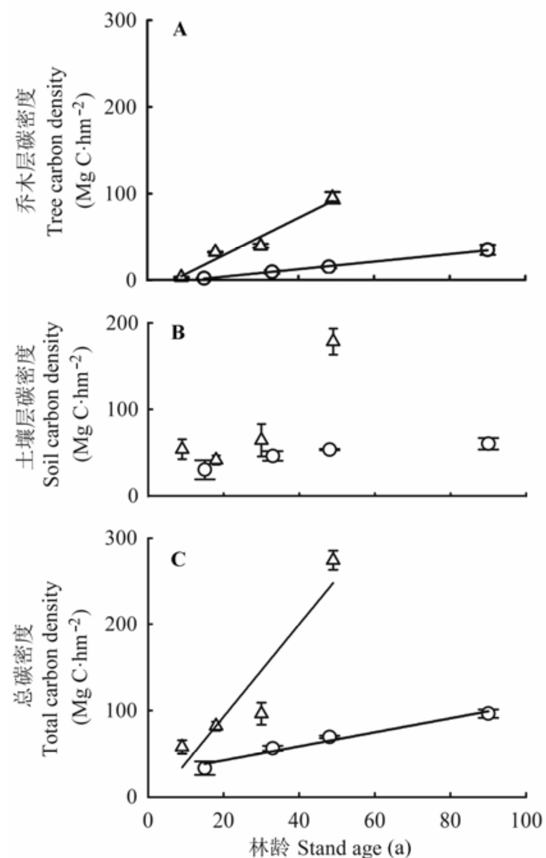


图5 榆树疏林(○)和小叶杨人工林(△)碳密度与林龄的关系(平均值±标准误差)。
Fig. 5 The relationship between the carbon density and stand age for sparse *Ulmus pumila* forests (○) and *Populus simonii* plantations (△) (mean ± *SE*).

关系(y = 0.81x + 25.88, R^2 = 0.97, p < 0.05) (图5C), 其固碳速率约为0.81 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}。小叶杨人工林总碳密度随林龄的增加而增加(y = 5.35x – 14.28, R^2 = 0.87, p = 0.066), 尤其在成熟林至过熟林阶段增加迅速, 其固碳速率约为5.35 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}。

3 讨论

3.1 榆树疏林和小叶杨人工林的碳密度特征

榆树疏林和小叶杨人工林乔木层平均碳密度分别为15.57 Mg C·hm^{-2}和42.65 Mg C·hm^{-2}, 后者与Fang等(2007a)利用森林资源清查资料计算得到的2000年中国森林平均植被碳密度(41 Mg C·hm^{-2})和Piao等(2005)基于NDVI卫星数据模型估算得到的中国森林平均植被碳密度(45.31 Mg C·hm^{-2})相近, 而前者明显偏低, 可能与榆树疏林林分植株密度较低有关(李钢铁等, 2011)。小叶杨作为速生造林树种, 生物量碳积累速率明显高于榆树疏林, 人工林有时灌溉, 都是造成两种森林类型碳密度差异的重要原因。小叶杨人工林和榆树疏林表层0–30 cm土壤碳密度占0–100 cm土壤剖面总碳密度的比例分别为41%和46%, 略小于Yang等(2007)的中国土壤有机碳剖面分布的研究结果(48%), 说明两种生态系统土壤中有更多的碳累积在较深的土层(Jobbagy & Jackson, 2000), 该结果符合在干旱区和受水分限制的区域, 土壤有机碳分布在更深层次的特点(Yang *et al.*, 2007)。随着林龄的增加, 由于凋落物和死亡根系不断累积, 榆树林和小叶杨人工林0–30 cm土层碳含量逐渐增加。对于30 cm以下的土层, 榆树疏林的碳含量随林龄没有明显变化, 而小叶杨人工林在过熟林时仍有所增加, 说明小叶杨人工林能够将碳固定在更深层土壤。

在过熟林阶段, 榆树疏林和小叶杨人工林土壤与植被的碳密度比值分别为1.66和1.87, 与全球中低纬度地区的平均值1.68相近(Dixon *et al.*, 1994; Lal, 2005), 但明显小于我国的研究结果。例如, 我国主要森林生态系统土壤与植被碳密度的比值是3.4 (周玉荣等, 2000); 北京东灵山温带森林(白桦(*Betula platyphylla*)林)的土壤与植被碳密度比值为4.6 (Fang *et al.*, 2007b)。造成差异的主要原因在于: 首先, 沙地土壤碳密度低; 其次, 本研究的结果是过熟林时的比值, 幼龄林阶段该比值最大, 过熟林时该比值较小。本研究中两种生态系统发育到过熟

林时, 土壤与植被碳密度的比值表现出趋同的趋势, 揭示了该比值可能是一个表征该区域演替过程中森林生态系统趋于稳定的状态指标。

3.2 林龄对生态系统碳密度的影响

榆树疏林和小叶杨人工林乔木层碳密度与林龄呈显著正相关关系, 土壤层碳密度表现出随林龄的增加而增加的趋势, 这一结果与Eaton和Lawrence (2009)的结论一致。森林再生长(林龄)直接增加森林植被的净初级生产力(Wang *et al*., 2011), 使得地上生物量增加, 是乔木层碳密度增加的重要原因。森林发育(林龄增加)是深层土壤有机碳变化的决定因素(Shi *et al*., 2013), 随着林龄的增加, 凋落物和根系的生物量增加, 而这两者是土壤有机碳的直接和主要来源(Jackson *et al*., 1997; Huygens *et al*., 2005), 导致土壤有机碳逐渐增加。本研究中土壤碳密度随林龄增加而增加的趋势与Foote和Grogan (2010)关于北方林、温带和热带森林土壤碳储量与林龄关系的研究结果一致。同时, 两种森林生态系统的总碳密度随林龄的增加而增加, 与全球森林与林龄的研究结果一致(Pregitzer & Euskirchen, 2004)。本文的研究结果还表明: 榆树疏林和小叶杨人工林在过熟林阶段仍然是很强的碳汇。一般认为, 老龄林的碳汇功能很弱或者处于碳中性(Odum, 1969), 但是, 近年来也有研究认为, 成熟森林(林龄> 400年)在地上部分光合作用固定的碳几乎被呼吸作用耗尽的情况下, 土壤持续积累有机碳, 表现出强大的碳汇功能(Zhou *et al*., 2006)。我们的研究结果在一定程度上支持老龄林土壤具有碳汇功能的观点。

从森林碳汇的角度来说, 由于小叶杨人工林的固碳速率显著高于榆树疏林, 种植小叶杨人工林有利于固碳。但是, 浑善达克沙地属半干旱区, 小叶杨快速生长需要消耗大量水分, 大面积造林可能会引起地下水位下降, 加剧干旱和环境恶化。而榆树疏林是浑善达克沙地的顶极植被, 长期适应半干旱气候条件。因此, 综合考虑固碳效益和生态成本, 在浑善达克沙地进行植被恢复应认真权衡恢复天然林和种植人工林的长期生态环境效应。

4 结论

本文比较了浑善达克沙地榆树疏林和小叶杨人工林的碳含量和碳密度, 分析了两种森林生态系统碳密度分配特征及其与林龄的关系, 结果表明:

(1)天然榆树疏林总碳密度约是小叶杨人工林的1/2; 榆树疏林和小叶杨人工林总碳密度的组成中乔木层和土壤层碳密度占98%; 榆树疏林和小叶杨人工林土壤层与植被层碳密度的比值随着林分发育逐渐减小, 过熟林时两种森林类型的该比值分别为1.66和1.87。

(2)榆树疏林和小叶杨人工林的乔木层、土壤层和总碳密度都表现出随着林龄的增加而增加的趋势; 小叶杨人工林乔木层的固碳速率约为榆树疏林的5倍; 榆树疏林生态系统的总固碳速率为0.81 Mg C·hm^{-2}·a^{-1}, 小叶杨人工林生态系统的总固碳速率为5.35Mg C·hm^{-2}·a^{-1}。

基金项目 中国科学院战略性先导科技专项(XDA-05050201)和国家科技支撑计划项目(2013BAC-03B03)。

参考文献

Ahlström A, Raupach MR, Schurgers G, Smith B, Arneth A, Jung M, Reichstein M, Canadell JG, Friedlingstein P, Jain AK, Kato E, Poulter B, Sitch S, Stocker BD, Viovy N, Wang YP, Wiltshire A, Zaehle S, Zeng N (2015). The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO_2 sink. *Science*, 348, 895–899.

Anderson TM, Dong Y, McNaughton SJ (2006). Nutrient acquisition and physiological responses of dominant Serengeti grasses to variation in soil texture and grazing. *Journal of Ecology*, 94, 1164–1175.

Bao SD (2000). *Soil Agricultural Chemistry Analysis*. 3rd edn. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [鲍士旦 (2000). 土壤农化分析. 第3版. 中国农业出版社, 北京.]

Bárcena TG, Kiær LP, Vesterdal L, Stefánsdóttir HM, Gundersen P, Sigurdsson BD (2014). Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 20, 2393–2405.

Dixon RK, Solomon AM, Brown S, Houghton RA, Trexler MC, Wisniewski J (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185–190.

Eaton JM, Lawrence D (2009). Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and Management*, 258, 949–958.

Fang JY, Guo ZD, Piao SL, Chen AP (2007a). Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981–2000. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 50, 1341–1350.

Fang JY, Liu GH, Zhu B, Wang XK, Liu SH (2007b). Carbon budgets of three temperate forest ecosystems in Dongling Mt., Beijing, China. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 50, 92–101.

Foote RL, Grogan P (2010). Soil carbon accumulation during temperate forest succession on abandoned low productivity agricultural lands. *Ecosystems,* 13, 795–812.

Huygens D, Boeckx P, van Cleemput O, Oyarzún C, Godoy R (2005). Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences,* 2, 159–174.

Jackson RB, Mooney HA, Schulze ED (1997). A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,* 94, 7362–7366.

Jobbagy EG, Jackson RB (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications,* 10, 423–436.

Johnson SL, Jones JA (2000). Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 57, 30–39.

Lal R (2004). Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management,* 33, 528–544.

Lal R (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management,* 220, 242–258.

Li G (2006). *Biomass, Net Primary Productivity, and Ecological Restoration of Sparse Forest Grassland Ecosystem of Hunshandake Sandy Land*. PhD dissertation, Graduate School, the Chinese Academy of Sciences, Beijing. (in Chinese with English abstract) [李刚 (2006). 浑善达克沙地稀树疏林草地生态系统研究: 生物量、生产力与生态恢复途径. 博士学位论文, 中国科学院研究生院, 北京.]

Li GT, Wang YS, Yu XX, Li QX, Yue YJ (2011). Spatial patterns of elm density in Otingdag Sandy Land. *Journal of Arid Land Resources and Environment,* 25(3), 141–145. (in Chinese with English abstract) [李钢铁, 王永胜, 余新晓, 李清雪, 岳永杰 (2011). 浑善达克沙地不同密度榆树种群空间格局. 干旱区资源与环境, 25(3), 141–145.]

Li YG, Jiang GM, Gao LM, Niu SL, Liu MZ, Yu SL, Peng Y (2003). Impacts of human disturbance on elms-motte-veldt in Hunshandak Sandland. *Acta Phytoecologica Sinica,* 27, 829–834. (in Chinese with English abstract) [李永庚, 蒋高明, 高雷明, 牛书丽, 刘美珍, 于顺利, 彭羽 (2003). 人为干扰对浑善达克沙地榆树疏林的影响. 植物生态学报, 27, 829–834.]

Liu MZ (2004). *The Restoration of Degraded Ecosytem in Hunshandak Sandland Through Natural Process*. PhD dissertation, Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing. (in Chinese with English abstract) [刘美珍 (2004). 浑善达克退化生态系统恢复研究——自然力在沙地草地恢复中的应用. 博士学位论文, 中国科学院研究生院, 北京.]

Liu YC, Yu GY, Wang QF, Zhang YJ (2014). How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography,* 23, 323–333.

Liu Z, Dong Z, Li HL, Li GT (2013). Spatial pattern of seedling regeneration of *Ulmus pumila* woodland in the Otindag Sandland. *Acta Ecologica Sinica,* 33, 294–301. (in Chinese with English abstract) [刘振, 董智, 李红丽, 李钢铁 (2013). 浑善达克沙地榆树疏林幼苗更新空间格局. 生态学报, 33, 294–301.]

Ma J, Tang HP (2011). Variations of soil respiration rate and its temperature sensitivity among different land use types in the agro-pastoral ecotone of Inner Mongolia. *Chinese Journal of Plant Ecology,* 35, 167–175. (in Chinese with English abstract) [马骏, 唐海萍 (2011). 内蒙古农牧交错区不同土地利用方式下土壤呼吸速率及其温度敏感性变化. 植物生态学报, 35, 167–175.]

Marín-Spiotta E, Sharma S, Ramankutty N (2013). Carbon storage in successional and plantation forest soils: A tropical analysis. *Global Ecology and Biogeography,* 22, 105–117.

Odum EP (1969). The strategy of ecosystem development. *Science,* 164, 262–270.

Pang LD, Liu GX (2010). Grassland landscape structure change and its driving factors during past twenty years in Xiwuzhumuqin, Inner Mongolia. *Journal of Arid Land Resources and Environment,* 24(10), 155–160. (in Chinese with English abstract) [庞立东, 刘桂香 (2010). 近二十年内蒙古西乌珠穆沁草原景观结构变化及驱动力浅析. 干旱区资源与环境, 24(10), 155–160.]

Piao SL, Fang JY, Zhu B, Tan K (2005). Forest biomass carbon stocks in China over the past 2 decades: Estimation based on integrated inventory and satellite data. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 110, G01006, doi: 10.1029/2005JG000014.

Pregitzer KS, Euskirchen ES (2004). Carbon cycling and storage in world forests: Biome patterns related to forest age. *Global Change Biology,* 10, 2052–2077.

Shi SW, Zhang W, Zhang P, Yu YQ, Ding F (2013). A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management,* 296, 53–63.

Su H, Li YG, Su BY, Sun JX (2012). Effects of groundwater decline on photosynthetic characteristics and stress tolerance of *Ulmus pumila* in Hunshandake Sandy Land, China. *Chinese Journal of Plant Ecology,* 36, 177–186. (in Chinese with English abstract) [苏华, 李永庚, 苏本营, 孙建新 (2012). 地下水位下降对浑善达克沙地榆树光合及抗逆性的影响. 植物生态学报, 36, 177–186.]

Wang SQ, Zhou L, Chen JM, Ju WM, Feng XF, Wu WX (2011). Relationships between net primary productivity and stand age for several forest types and their influence on China’s carbon balance. *Journal of Environmental Management,* 92, 1651–1662.

Xiao XW (2005). *China Forest Resource Inventory*. Chinese Forestry Press, Beijing. (in Chinese) [肖兴威 (2005). 中国森林资源清查. 中国林业出版社, 北京.]

Yang YH, Mohammat A, Feng JM, Zhou R, Fang JY (2007). Storage, patterns and environmental controls of soil organic carbon in China. *Biogeochemistry*, 84, 131–141.

Zha TG (2007). *Carbon Balance of a Poplar Plantation Ecosystem in Daxing, Beijing*. PhD dissertation, Beijing Forestry University, Beijing. (in Chinese with English abstract) [查同刚 (2007). 北京大兴杨树人工林生态系统碳平衡的研究. 博士学位论文. 北京林业大学, 北京.]

Zhang QZ, Wang CK (2010). Carbon density and distribution of six Chinese temperate forests. *Science China Life Sciences*, 53, 831–840.

Zhou GY, Liu SG, Li Z, Zhang DQ, Tang XL, Zhou CY, Yan JH, Mo JM (2006). Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 314, 1417.

Zhou WB (2013). Review on the study of water resources utilization efficiency in irrigation district in arid and semiarid areas of China. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 17(5), 91–96. (in Chinese with English abstract) [周维博 (2003). 干旱半干旱地域提高灌区水资源综合效益研究进展与思考. 干旱区资源与环境, 17(5), 91–96.]

Zhou YL, Lu HY, Zhang XY, Yi SW (2013). Changes of the border of Otindag Sand field (Northern China) during the Last Glacial Maximum and Holocene Optimum. *Quaternary Sciences*, 33, 228–242. (in Chinese with English abstract) [周亚利, 鹿化煜, 张小艳, 弋双文 (2013). 末次盛冰期和全新世大暖期浑善达克沙地边界的变化. 第四纪研究, 33, 228–242.]

Zhou YR, Yu ZL, Zhao SD (2000). Carbon storage and budget of major Chinese forest types. *Acta Phytoecologica Sinica*, 24, 518–522. (in Chinese with English abstract) [周玉荣, 于振良, 赵士洞 (2000). 我国主要森林生态系统碳贮量和碳平衡. 植物生态学报, 24, 518–522.]

责任编委: 孙建新 责任编辑: 王 葳

doi: 10.17521/cjpe.2015.1080